



Foto: Anderson De Rossi

Capítulo 5

Riscos ambientais associados ao uso
de dejetos animais como fertilizantes e
índices de solo para sua avaliação

Milton Antônio Seganfredo

Introdução

O potencial fertilizante de diferentes tipos de dejetos animais para diversas culturas agrícolas já foi demonstrado em várias condições de clima e solo há longa data. Entretanto, a produtividade das culturas, especialmente quando avaliada em experimentos de curto prazo, não se constitui um indicador suficiente para se avaliar as perspectivas de sustentabilidade de sistemas agrícolas adubados com dejetos animais. Frequentemente, no entanto, surgem correntes de opiniões conflitantes quanto à relevância dos riscos ambientais do uso dos dejetos animais como fertilizantes do solo. Os conflitos são recorrentes, especialmente, quanto ao impacto dos dejetos animais nas condições químicas do solo, sendo o fósforo o elemento de maior preocupação no âmbito mundial, pelo grau de risco ambiental, complexidade de sua dinâmica no ambiente e abrangência das perturbações causadas, e a dificuldade de reversão dessas. O foco deste capítulo é trazer uma abordagem sobre alguns riscos ambientais associados ao uso dos dejetos animais como fertilizantes do solo, além de alguns índices utilizados para monitoramento de solo para fins ambientais, considerando-se que esses aspectos são mais recentes em relação aos estudos sobre o potencial desses resíduos orgânicos de suprirem nutrientes ao solo e às plantas.

Potencial fertilizante dos dejetos animais

O potencial fertilizante ou a possibilidade de substituição da adubação química, no todo ou em parte por diferentes tipos de dejetos animais (DA) para culturas anuais, pastagens e algumas frutíferas, já foi demonstrado para as principais regiões agrícolas brasileiras, em diversas pesquisas reportadas desde o início da década de 1980 (Ernani, 1984; Konzen, 2003; Espanhol et al. 2007).

Ainda que analisar o potencial fertilizante dos DA não seja o objetivo deste capítulo, estimula-se os leitores a consultarem os relatos anteriormente referidos e alguns mais recentes, citando-se entre eles Moraes et al. (2014) e Hentz et al. (2016).

Os diversos relatos acima citados confirmam o potencial de uso dos DA como fertilizantes do solo em várias regiões do Brasil, corroborando verificações feitas na Europa, Estados Unidos e Canadá. Entretanto, a produtividade das culturas, especialmente quando avaliada em experimentos de curto prazo, não se constitui um indicador suficiente para se avaliar as perspectivas de sustentabilidade de sistemas agrícolas adubados com DA (Mallarino; Bundy, 2008; Scherer et al., 2010; Sharpley et al., 2011; Figueroa et al., 2012; Withers et al., 2014; Wang et al., 2015).

Riscos ambientais associados ao uso de dejetos animais como fertilizantes do solo

A premissa de que os DA seriam um insumo de baixo custo e seu uso como fertilizantes do solo uma prática segura sob o ponto de vista ambiental vem sendo questionada. Entre os fatores a considerar, estão a composição química desses resíduos, que é muito heterogênea face ao tipo de alimentação, manejo dos animais e dos dejetos, a escassez de áreas aptas para uso agrícola, a superposição de criações intensivas de suínos, aves e bovinos leiteiros nas mesmas áreas, os custos de armazenagem e transporte dos dejetos, e o aumento dos resultados de pesquisas sobre os riscos de poluição nas áreas de uso dos DA como fertilizantes do solo (Seganfredo; Girotto, 2005; IBGE, 2009; Pandolfo; Ceretta, 2008; Scherer et al., 2010; Figueroa et al., 2012; Pena et al., 2013; Wang et al., 2015).

A produção animal intensiva se caracteriza pelo uso intensivo de insumos na produção e altas densidades animais, predominando os sistemas confinados para aves e suínos e semiconfinamento para bovinos leiteiros, enquanto que para os bovinos de corte e ovinos as criações são conduzidas em pastagens intensivamente manejadas e com alta carga animal, incluindo os sistemas de integração lavoura-pecuária (Fontaneli et al., 2012; Nunes et al., 2012; Ito, 2016; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018a; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018b). Esses tipos de criação favorecem o planejamento da produção, industrialização e comercialização (Krabbe et al., 2013; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018a; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018b), mas causam preocupação quanto à destinação de suas dejeções (Santa Catarina, 2014). Nesse cenário, em diversos âmbitos geográficos a quantidade de dejetos excede a capacidade de sua reciclagem

quando essa está condicionada unicamente ao uso como fertilizantes do solo (Miranda et al., 2017).

Com frequência, no entanto, surgem correntes de opiniões conflitantes quanto à relevância dos riscos ambientais dessa prática. Os conflitos são recorrentes, especialmente quanto ao impacto dos DA nas condições químicas do solo, sendo o fósforo (P) o elemento de maior preocupação no âmbito mundial, pelo grau de risco ambiental, complexidade de sua dinâmica no ambiente e abrangência das perturbações causadas (Withers et al., 2014; Wang et al., 2015).

Um dos poucos relatos a abordar diretamente o conflito entre a concepção persistente por longo período de que em solos ácidos e com altos teores de óxidos de ferro (OxFe) e de alumínio (OxAl) o P seria um elemento imóvel no perfil é o de Beck et al. (2004). Segundo esses autores, em áreas de produção animal intensiva as quantidades de dejetos excedem aquelas possíveis de serem utilizadas como fertilizantes, mudando o equilíbrio entre quantidades disponíveis e capacidade de adsorção do solo, corroborando Dou et al. (2009). Como consequência das excessivas taxas de adição, a capacidade finita de adsorção do solo se torna progressivamente menor e, por conseguinte, também sua capacidade de adsorver P. Nessas condições, ocorrem aumentos nas formas mais facilmente disponíveis, que são aquelas mais vulneráveis às transferências via escoamento superficial e subsuperficial (Havlin, 2004; Girotto et al., 2010; Nair et al., 2010; Scherer et al., 2010; Seganfredo et al., 2017).

Outro aspecto a observar em relação ao uso dos DA como fertilizantes do solo é o de que, ao contrário dos fertilizantes minerais, que podem ser formulados para as condições específicas de cada planta e solo, os DA apresentam, no mesmo composto, vários nutrientes em quantidades desproporcionais em relação àquelas necessárias para o ótimo desenvolvimento das culturas, destacando-se o P, cobre (Cu) e zinco (Zn) (Maguirre et al., 2009; Manual..., 2016). Torna-se necessário, portanto, que paralelamente ao potencial dos DA de suprirem nutrientes para as plantas, seja considerado simultaneamente o grau de risco que esses resíduos representam ao ambiente (Withers et al., 2014; Wang et al., 2015).

Independente da fonte dos nutrientes, quer seja fertilizantes minerais, DA ou outros resíduos orgânicos, torna-se importante considerar que as classes estabelecidas como referência para o desenvolvimento das plantas podem não ser adequadas sob o ponto de vista de gestão ambiental (Mallarino; Bundy, 2008). Por exemplo, enquanto os teores de P disponíveis no solo para o ótimo desenvolvimento da maioria das culturas anuais e perenes estão entre 4.600 µg/kg e 60.000 µg/kg de solo (Manual..., 2016), bastam concentrações de P de apenas 10 µg/L nas águas superficiais para que ocorra o desenvolvimento acelerado de algas, incluindo-se algumas espécies produtoras de toxinas nocivas aos humanos e animais (Shaw et al., 2003; Smith; Monaghan 2003; Hundell, 2010). Outras alterações na qualidade das águas causadas pelas atividades agrícolas incluem a morte de invertebrados e de peixes devido à desoxigenação e, em longo prazo, a perda da biodiversidade (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014).

Para diminuir os riscos de que as perdas de P por escoamento superficial possam causar danos ambientais incompatíveis com a noção de sustentabilidade socioeconômica e ambiental, as perdas máximas de P toleradas em áreas agrícolas seriam de 5 kg/ha por ano (USDA/NRCS, 2012). Entretanto, em áreas de uso de DA como fertilizantes do solo, as quantidades de P potencialmente transferíveis para os recursos hídricos podem exceder o citado limite, em função do tempo de uso, frequência e doses geralmente usadas nas adubações de pastagens e culturas anuais (Hooda et al., 2000; Scherer et al., 2010). Assim, nessas áreas são importantes o controle das doses e taxas de aplicação, o monitoramento dos teores de P acumulados no solo e o uso de práticas conservacionistas visando minimizar as perdas de P, uma vez que as quantidades de P associadas à eutrofização acelerada em lagos podem ser menores do que 1 kg/ha a 2 kg/ha por ano (Hansen et al., 2002).

Qualquer seja o tipo de solo e de região, o ponto de partida para tornar autosustentáveis os sistemas agrícolas adubados com DA reside na diminuição da carga poluente desses resíduos, destacando-se as quantidades de elementos químicos potencialmente poluentes excretados pelas criações. Para se atingir tal objetivo, um dos fatores de maior importância é o suprimento de dietas melhor balanceadas, evitando-se tanto as formas de alimentos de menor assimilação quanto o fornecimento de quantidades de nutrientes superiores às exigências dos animais. Nesse sentido, os principais nutrientes a serem consi-

derados são o N, P, Cu e Zn, pela alta proporção não assimilada pelos animais em relação àquela fornecida (Rostagno et al., 2011; Ribeiro; Oelke, 2013).

Entre as alternativas de redução da proporção de minerais excretados estão:

- Formulação de rações usando como referência os aminoácidos em vez de proteína bruta (Pena et al., 2013).
- Suplementação de prebióticos, probióticos, enzimas, extratos herbais e minerais orgânicos nas dietas de suínos e aves para aumento das formas digestíveis de minerais (Pessoa et al., 2012).
- Uso de quelatos para aumentar o tempo de permanência de Cu e Zn no aparelho digestivo dos animais (Lima et al., 2009).

Para o P, que é um dos elementos de maior risco ambiental, mostram-se relevantes as pesquisas de Pena et al. (2013). De acordo com esses autores, a fitase, quando usada isoladamente em dietas com alta proteína, produziu diminuições de P equivalentes àquelas de dietas com baixa proteína suplementadas com aminoácidos, fitase e minerais inorgânico-orgânicos. Para reduzir a excreção de N, as pesquisas indicaram que a melhor alternativa foi diminuição da PB com suplementação de aminoácidos. Além dessas opções, são também importantes o uso de linhagens de animais com melhor aproveitamento dos nutrientes fornecidos nas rações (Tomich et al., 2016), e, para o menor uso de Cu e Zn, realizar um melhor manejo do rebanho e melhor higienização das instalações, providência essa que reduziu expressivamente a quantidade de Zn usado para o controle de diarreias em leitões (Marcato, 1997; Lima et al., 2009).

A redução das quantidades de nutrientes excretadas nos DA possibilita diminuir a relação entre tamanho de rebanhos e áreas agrícolas necessárias para seu uso como fertilizantes do solo, mas ainda não é suficiente para estabelecer o equilíbrio entre a quantidade de nutrientes adicionados via dejetos e a capacidade de extração das culturas (Santa Catarina, 2014; Manual..., 2016).

Para diminuir o referido desbalanço, além de diminuir a carga de nutrientes dos DA, torna-se importante seguir as recomendações oficiais de adubação (Santa Catarina, 2014; Manual..., 2016). Também importante é utilizar sistemas de cultivo de alta capacidade extratora de nutrientes e observar o princí-

pio do balanço de nutrientes, cuja premissa é planejar as adubações conforme as deficiências ou excedentes de nutrientes existentes no solo, tomando-se como referência as culturas de interesse e a quantidade de nutrientes nos DA (Seganfredo, 2001; Sharpley et al., 2011; Miranda et al., 2017).

Nos casos em que os DA forem usados por longos períodos e as doses forem calculadas com base em qualquer um dos elementos P, nitrogênio (N) e potássio (K), os demais geralmente estarão em excesso, principalmente os micronutrientes Cu e Zn (Seganfredo, 2001; Maguirre et al., 2009; Girotto et al., 2010). Isso ocorrerá mesmo quando tomadas como referência as tabelas das recomendações oficiais de adubação, caso o elemento usado como base de cálculo não seja aquele demandado em menores quantidades pelas plantas, geralmente os micronutrientes (Seganfredo, 2001; Manual..., 2016). Não sendo observada essa base de cálculo, no longo prazo poderão ocorrer desbalanços de nutrientes no solo e aumento dos riscos à qualidade do solo e águas, decréscimos na produtividade de algumas culturas e aumento do acamamento de plantas, mesmo para doses relativamente baixas de dejetos (Figuerola et al., 2012; Blanco, 2015).

Exemplo da aplicação do princípio do balanço de nutrientes para N, P, K, Cu, Zn e manganês (Mn) é demonstrado na Tabela 1, elaborada com base na composição média de dejetos líquidos suínos (DLS) armazenados em esterqueiras, e na demanda das plantas conforme as recomendações oficiais de adubação publicadas em Recomendações..., (1995).

Tabela 1. Quantidade de nutrientes adicionados e extraídos num sistema de rotação de culturas adubado com dejetos de suínos, em função do critério de cálculo das quantidades de dejetos a aplicar.

Sucessão de culturas	Nutrientes extraídos ¹	Nutrientes aplicados ²				Sobras ou faltas de nutrientes aplicado menos o retirado ³			
		Critério I	Critério II	Critério III ⁴	Critério IV	Critério I ⁵	Critério II	Critério III	Critério IV
		Nitrogênio (kg/ha de N)							
Milho	125	200	43	4,4	123	+75	-82	-121	-2
Soja	153	219	121	5,5	53	+66	-32	-148	-100
Trigo	53	128	29	4,0	77	+75	-24	-49	+24
Capim elefante	663	947	189	55,0	266	+284	-474	-608	-397
		Fósforo (kg/ha de P ₂ O ₅)							
Milho	54	163	35	3,6	100	+109	-19	-50,4	+46
Soja	30	178	99	4,5	43	+148	+69	-25,5	+13
Trigo	44	105	24	3,3	63	+61	-20	-40,7	+19
Capim elefante	152	771	154	45,0	217	+619	+2	-107	+65
		Potássio (kg/ha de K ₂ O)							
Milho	37	106	23	2,3	65	+69	-14	-34,7	+28
Soja	60	115	64	2,9	28	+55	+4	-57,1	-32
Trigo	10	68	15	2,1	41	+58	+5	-7,9	+31
Capim elefante	1.077	500	100	29,0	141	-577	-977	-1.048	-936

Continua...

Tabela 1. Continuação...

Sucessão de culturas	Nutrientes extraídos ¹	Nutrientes aplicados ²				Sobras ou faltas de nutrientes aplicado menos o retirado ³			
		Critério I	Critério II	Critério III ⁴	Critério IV	Critério I ⁵	Critério II	Critério III	Critério IV
		Cobre (g/ha de Cu)							
Milho	24	1.097	236	24	674	+1.073	+212	0	+650
Soja	30	1.201	666	30	290	+1.171	+636	0	+260
Trigo	22	705	159	22	424	+683	+137	0	+402
Capim elefante	300	5.195	1.039	300	14.62	+4.895	+739	0	+1.162
		Zinco (g/ha de Zn)							
Milho	37	224	2.948	634	64	1.810	+2.724	+410	-160
Soja	60	120	3.228	1.790	80	778	+3.108	+1.670	-40
Trigo	10	185	1.896	428	59	1.141	+1.711	+243	-126
Capim elefante	1.077	1.200	13.961	2.792	800	3.929	+12.761	+1.592	-400
		Manganês (g/ha de Mn)							
Milho	69	2.400	515	52	1.474	+2.331	+446	-17	+1.405
Soja	90	2.628	1.457	65	634	+2.538	+1.367	-25	+574
Trigo	303	1.543	348	48	928	+1.240	+45	-255	+625
Capim elefante	5.370	11.364	2.273	650	3.204	+5.994	-3.097	-4.720	-2.166

¹O cálculo dos nutrientes extraídos pelas culturas foi feito conforme Comissão de Fertilidade do Solo RS/SC (1995), exceto para o capim-elefante e a soja, para os quais os critérios seguidos encontram-se descritos neste trabalho. ²Quantidades aplicadas para solo contendo 3,5% de matéria orgânica e detritos contendo, em kg/m³, os teores de N=2,920; P₂O₅=2,370; K₂O=1,540; Cu=16; Zn=43 e Mn=35. ³Os sinais "+" indicam falta e os sinais "-", sobras. ⁴Não computado o efeito residual do ano anterior. ⁵As sobras de N pelo critério I devem-se ao adicional de N para compensar aquele não disponível no ano da aplicação.

Fonte: Segantredo (2001).

A Tabela 1 foi elaborada a partir das Tabelas 1 e 2 de Segnanfredo (2001), sendo as premissas e critérios de cálculo das quantidades de (DLS) a serem aplicados ao solo transcritos a seguir, com alguns ajustes no texto original. Nos cálculos das doses de DLS, foram consideradas as seguintes premissas:

- Balanço para os macronutrientes N, P e K e os micronutrientes Cu, Zn e Mn para solo contendo 3,5% de matéria orgânica e composição química dos DLS em kg/m³ de N, P₂O₅, K₂O, Cu, Zn e Mn de 2,92, 2,37, 1,54, 16, 43 e 35, respectivamente.
- A Tabela 1 se aplica a partir do 4º ano, quando as doses de P recomendadas por Comissão de Fertilidade do Solo RS/SC (1995) seriam equivalentes àquelas da adubação de manutenção, e a soma do N e P adicionados e o N e P residual seriam constantes.
- Recuperação do N do fertilizante químico estimada em 60%.
- Índice de aproveitamento do N e do P dos DLS de 50% e residual de 20%.
- Para a soja, considerou-se cultivar não nodulante, 10 kg/ha de N suprido pelo solo, adubação de base para N igual àquela do feijão.
- Para o capim-elefante, 20 kg/ha de N supridos pelo solo, 30 t/ha de matéria seca e um corte a cada 70 dias.
- Produção de grãos de 3 t/ha para soja, 2 t/ha para trigo e 9 t/ha para o milho.
- Quatro critérios de cálculo das quantidades de dejetos a aplicar, descritos a seguir:
 - **Critério (8.1):** DLS para suprir, numa única aplicação, uma quantidade de N igual àquela que as plantas retirariam do solo durante todo o seu ciclo.
 - **Critério (8.2):** DLS para suprir o N de base, complementando-se os demais com fertilizantes químicos.
 - **Critério (8.3):** quantidades de DLS limitadas pelo elemento crítico, complementando-se os demais com fertilizantes químicos.

- **Critério (8.4):** quantidades de dejetos limitadas pelo P. Para mais detalhes sobre os critérios utilizados, consultar Seganfredo (2001).

Para evitar os excedentes de nutrientes no solo e os riscos de sua transferência para os recursos hídricos, além da observância das recomendações oficiais de adubação e diminuição das taxas de excreção de nutrientes via melhor formulação das rações, é indispensável o uso de práticas agrônômicas conservacionistas, destacando-se aquelas voltadas para a manutenção da qualidade do solo e das águas superficiais e subsuperficiais. Também é necessária a atenção com os riscos sanitários envolvidos desde a coleta até aplicação e tempo de inativação no solo de organismos veiculados nos dejetos e que sejam potencialmente nocivos ao homem, animais e ao ambiente (Wiest, 1982; Viancelli et al., 2012; United States Environmental Protection Agency, 2013; Bilota; Kunz, 2013; Fongaro et al. 2014; Jenkins et al., 2019; Manual..., 2016).

Apesar das informações já divulgadas sobre o assunto pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Usepa), Organização Mundial da Saúde (OMS) e pelo Ministério da Saúde do Brasil, a gravidade dos riscos da exposição a patógenos zoonóticos ainda é subestimada, principalmente pela equivocada pressuposição de que animais sem sintomas clínicos de doenças seriam sadios e, portanto, não representariam riscos aos trabalhadores a eles expostos e, tampouco, à saúde pública. No entanto, mesmo em animais sem sinais clínicos de doenças, alguns tipos de microrganismos causadores de zoonoses (determinados vírus e bactérias, por exemplo) podem ser encontrados em secreções oro-nasal, fezes e urina (Castro et al., 2007; Schaefer et al., 2008).

Os DA, incluindo aqueles das aves de corte e postura, podem abrigar diversos tipos de microrganismos patogênicos. Alguns deles são hospedeiros que não representam riscos aos humanos, enquanto outros podem infectá-los, caracterizando-se, portanto, como zoonóticos. Alguns dos mais citados são a *Escherichia coli* (0157:H7), *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. e os parasitas *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*. Alguns vírus também foram relacionados como patógenos associados aos DA, embora se saiba menos sobre a sua sobrevivência nesses resíduos orgânicos (United States Environmental Protection Agency, 2013).

Conforme recentemente demonstrado (Viancelli et al., 2012; Bilota; Kunz, 2013), vários patógenos zoonóticos permanecem ativos em DLS mantidos em esterqueiras anaeróbias mesmo quando usados sistemas de tratamento mais eficientes. Fongaro et al. (2014) demonstraram que o sistema de tratamento por biodigestores anaeróbios não foi capaz de reduzir significativamente a quantidade de *Salmonella* spp. e viroses entéricas, especialmente o circovírus suíno infeccioso tipo 2 (PCV2). Publicações de United States Environmental Protection Agency (2013) e Ziemer et al. (2010) relatam que para rotavírus e novovírus a dose infectiva é tão baixa que sua presença, mesmo em mínimas concentrações, pode tornar o seu controle nas instalações uma tarefa muito difícil e mesmo inviável.

Também nas camas aviárias são encontrados patógenos causadores de zoonoses, como o vírus da doença de New Castle, clamídia, listeria, micobactérias, cândida, aspergillus, clostrídios, vários sorotipos de salmonelas e escherichia e cistos de eimérias, além de resíduos de antibióticos, sendo que alguns desses microrganismos e resíduos persistem mesmo após o tratamento no intervalo entre lotes e a compostagem antes do seu uso como fertilizante do solo (Hahn, 2004; United States Environmental Protection Agency, 2013; Rech, 2017). Pesquisas de Vaz et al., (2019) demonstraram persistência de *Salmonella* Heidelberg em camas de aviário reutilizadas, e, em função disso, os autores consideraram que, sob o ponto de vista de controle dos riscos microbiológicos, o reúso das camas deve ser condicionado a tratamentos comprovadamente eficazes na inativação de patógenos residuais antes de alojar o lote subsequente.

A partir dos relatos de Hahn (2004) sobre o efeito da compostagem em microrganismos e oocistos de eimérias e concentração de salinomicina em camas de aviário, e de Rech (2017) e Vaz et al. (2017) sobre o efeito de diferentes tratamentos na persistência de vírus e bactérias em camas reutilizadas por vários lotes, mostra-se prudente que quando do uso desses resíduos como fertilizantes do solo sejam antes utilizados tratamentos que inativem os microrganismos potencialmente patogênicos ou ao menos diminuam significativamente o seu potencial contaminante, como, por exemplo, a compostagem em pilhas cobertas. Embora sobre esse processo Hahn (2004) tenha opinado que “...apesar do processo de decomposição diminuir o potencial contaminante da cama de aviário, é uma medida isolada e insuficiente...”, pondera-se

que ainda é um processo mínimo necessário tanto para a mineralização dos nutrientes quanto para a diminuição dos riscos devidos a organismos patogênicos, ao menos enquanto não se disponha de outras medidas mais eficazes.

Em outros estudos visando determinar a ocorrência e abundância de dez patógenos zoonóticos e três indicadores fecais na fração líquida (após separação de sólidos) de dejetos de bovinos leiteiros (DLVL) de lagoas de armazenamento, Dungan et al. (2012) utilizaram as técnicas do número mais provável (NMP) e do PCR quantitativo em tempo real (qPCR) em 30 amostras coletadas no outono e verão em lagoas do sul de Idaho, nos Estados Unidos. Os indicadores de microrganismos fecais pela técnica do MPN foram os enterococos, coliformes totais e *Escherichia coli*, enquanto pela técnica da contagem em placas foi o *Clostridium perfringens*. Os valores médios dos títulos para enterococos e *Clostridium perfringens* foram de 100 para o NMP e também para Unidades Formadoras de Colônias por mililitro, respectivamente, durante todo o período de amostragem. Os valores médios de coliformes totais foram de 1 a 2 ordens de magnitude maiores. Pela técnica do qPCR, as amostras testaram positivo para *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* produtora das toxinas stx1 e eaeA, *Listeria monocytogenes*, *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* e *Salmonella enterica*, com recuperações médias de DNA genômico correspondentes ao intervalo de 100 a 1.000 células por mililitro de DLVL. Os organismos de maior predominância foram *Campylobacter jejuni* e *Mycobacterium avium*, sendo detectados em 21 e 29 das 30 amostras, respectivamente. *Cryptosporidium* e *Giardia* spp., *Yersinia pseudotuberculosis* e *Leptospira* spp. não foram detectados pela técnica do qPCR. Segundo os autores, a não detecção de *Leptospira* spp. pode estar relacionada à etapa da extração do DNA, pois esses organismos foram encontrados em outras pesquisas usando técnica de extração similar.

Considerando-se tanto os riscos sanitários quanto a escassez de terras aptas para o uso dos DA como fertilizantes do solo, principalmente nas regiões produtoras de aves e suínos em confinamento ou de bovinos leiteiros em regime de semiconfinamento, torna-se necessário dispor de outras alternativas de reciclagem, citando-se entre elas os sistemas de tratamento projetados para o lançamento do efluente final tratado em cursos d'água e/ou o reaproveitamento de nutrientes e resíduos sólidos (Miele et al., 2015). Isso se torna de-

sejável e necessário, pois enquanto o número de animais por empreendimento tem aumentado, a estrutura fundiária permanece a mesma (IBGE, 2009; IBGE, 2017), com o agravante da tendência de diminuição das áreas cultivadas em razão do relevo acidentado e a carência de mão de obra no meio rural (Miele; Miranda, 2013; IBGE, 2017).

A necessidade de critérios no uso dos DA como fertilizantes do solo já vem sendo reconhecida na legislação ambiental, destacando-se Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul, os três principais estados onde se desenvolvem as criações animais em sistemas confinados como suinocultura e avicultura e semiconfinamento para bovinocultura leiteira. Nesses três estados, o uso dos DA está condicionado a um plano de manejo de nutrientes estabelecido com base em recomendações oficiais de adubação (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, 2014; Instituto Ambiental do Paraná, 2009; Santa Catarina, 2014). Embora essa base legal estabeleça limitações quanto ao uso indiscriminado de DA como fertilizantes do solo, ainda não é suficiente para impedir que, no longo prazo, ocorra o acúmulo de nutrientes no solo, especialmente P, Cu e Zn. Com isso, faz-se necessário o contínuo monitoramento da evolução dos teores de nutrientes no solo, de forma que nas áreas de uso de DA como fertilizantes não sejam ultrapassadas as classes de interpretação alto, estabelecidas em manuais de recomendações oficiais de adubação (Manual..., 2016).

O monitoramento do estado de nutrientes do solo é feito utilizando-se os métodos estabelecidos para o diagnóstico da fertilidade do solo. Esses métodos, além de possibilitarem a manutenção dos nutrientes em quantidades adequadas para o ótimo desenvolvimento das culturas, também podem ser usados para fins ambientais como uma referência quanto ao potencial de um determinado solo de contribuir para a poluição difusa, mesmo que não tenham sido estabelecidos para essa finalidade (Wang et al., 2015).

Pesquisas conduzidas nos Estados Unidos e Canadá, e também no Brasil, mostram clara relação entre as quantidades excessivas de nutrientes no solo sob o ponto de vista agrônomo indicadas pelos métodos usados para fins de diagnóstico da fertilidade do solo e aquelas determinadas por índices aplicados prioritariamente para fins ambientais (Seganfredo et al., 2014; Wang et al., 2015).

Os principais métodos originalmente desenvolvidos para fins de diagnóstico da fertilidade do solo, e que têm sido aplicados também para fins ambientais, são o P extraído com água (PAG), P extraído com resina aniônica (P-Res), P extraído com bicarbonato de sódio (P-Bic) e P extraído pelos métodos Mehlich-1 (P-M1) e Mehlich-3 (P-M3) (Seganfredo et al., 2014; Wang et al., 2015).

Métodos de análise de solo utilizados para fins ambientais

Visando melhor entender quais as formas de P predominantes no solo e os processos que controlam sua remoção e transporte via escoamento superficial e subsuperficial, alguns indicadores denominados de “índices ambientais” têm sido propostos (Sharpley et al., 2006). Os principais índices utilizados para essa finalidade têm sido o P extraído por água (PAG), o P extraído por papel filtro impregnado com óxido de ferro (P-FeO), o P extraído por oxalato de amônio acidificado (POX), o P extraído por hidróxido de sódio diluído (P-NaOH), o grau de saturação de P (GSP), o índice de adsorção de P (PIA), a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e alguns índices derivados ou adaptados dos últimos três (Sharpley et al., 2006; Nair et al., 2010; Wang et al., 2015).

Entre os índices utilizados como referência das formas mais prontamente disponíveis, merecem destaque o PAG e o P-FeO. O PAG, originalmente proposto por Van Der Paauw (1971) como um método de diagnóstico da fertilidade do solo para a Holanda, mostra-se um índice de alta relevância ambiental em função da sua forte relação com o P mais facilmente transferível aos recursos hídricos, especialmente via escoamento superficial (Hooda et al., 2000; McDowell; Sharpley, 2001). A validade do PAG como um índice para fins ambientais, incluindo áreas com uso de DA, foi comprovada em diferentes condições de clima e de solo (Hooda et al., 2000; Nair et al., 2010; Seganfredo et al., 2014; Wang et al., 2015).

Enquanto o PAG é usado como um indicador do P potencialmente transferível aos recursos hídricos, o P-FeO é utilizado como um indicador do P potencialmente disponível às algas (PPDA), cujo desenvolvimento acelerado pode causar a deterioração da qualidade das águas. O P-FeO foi desenvolvido inicialmente para estudos sobre química do solo no final da década de 1970.

Em 1995, foi utilizado por Sharpley et al. (1995) como um índice de PPDA em estudos sobre a dinâmica de P biodisponível em solos agrícolas e seu efeito na qualidade das águas. Posteriormente, foi usado como um índice de disponibilidade para as plantas, como uma alternativa à extração com resinas em esferas (Chardon, 2009). O P-FeO foi usado como um índice de PPDA também no Projeto Nacional de Perdas de P por escoamento superficial dos Estados Unidos (Sharpley et al., 2002).

O POX, P-NaOH, PAI, CMAP e alguns derivados dos dois últimos são utilizados, fundamentalmente, como indicadores da capacidade do solo de adsorver P, porém, apesar da sua aplicação para fins ambientais em diferentes condições de clima e solo, a principal referência para essa finalidade tem sido o GSP (Hooda et al., 2000; Nair, 2014). O GSP é um índice que representa a relação entre o P e a soma de Fe e Al extraídos por oxalato de amônio acidificado (OAA) (Schoumans, 2009), sendo que o OAA extrai o P adsorvido aos óxidos e hidróxidos amorfos de Fe e Al, que são tidos como os dois principais responsáveis pela adsorção do P (Hooda et al., 2000; Schoumans, 2009), embora mais recentemente Gérard (2016) considere que minerais de argila também são importantes nas reações de adsorção e dessorção de P, podendo, inclusive, competir com os óxidos e hidróxidos acima citados. Além do P ligado reversivelmente aos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, o OAA extrai também o P de algumas formas orgânicas, P adsorvido superficialmente a argilominerais (Torrent; Delgado, 2001) e uma fração de formas cristalinas de Fe e Al (Schoumans, 2009). O princípio envolvido no GSP é o de que quanto maior o número de sítios de adsorção ocupados com P, menor a capacidade do solo de comportar novas adições de P e maior a facilidade de dessorção desse elemento. Para solos nessas condições, maior será o potencial de transferência de P para os recursos hídricos (Beauchemin; Simard, 1999; Wang et al., 2015).

Estudos sobre a aplicação do GSP como um índice ambiental para a avaliação dos riscos de poluição difusa relativa ao P em áreas de uso de DA já vêm sendo relatados há mais de 15 anos (Beck et al., 2004; Nair et al., 2010; Wang et al., 2015). Em alguns países, o GSP é usado como uma referência de limites de P para áreas de risco de poluição dos recursos hídricos por P e/ou áreas com excedentes de P, como no Canadá, (Beauchemin; Simard, 1999) e Holanda (Schoumans, 2009). No Brasil, o GSP como índice indepen-

dente já foi utilizado para estimar as perdas potenciais de P para os recursos hídricos via escoamento superficial de solos adubados com resíduos urbanos (Jordão, 2006), porém, não foram localizadas referências de que tenha sido proposto como parâmetro para limitar as quantidades de P adicionadas ao solo.

Ainda que o GSP, tanto quanto o PAG, sejam importantes como índices ambientais independentes, a relação entre eles é de maior relevância. A partir dessa relação, determina-se o ponto crítico de dessorção de P (PCDP), que indica o GSP do solo a partir do qual observa-se um brusco aumento no PAG e, conseqüentemente, também do potencial do solo de transferir P para os recursos hídricos (Hooda et al., 2000; Nair et al., 2010; Bissani et al., 2016). Um exemplo do uso da relação entre o GSP e o PAG é apresentado na Figura 1, obtida de Nair (2014).

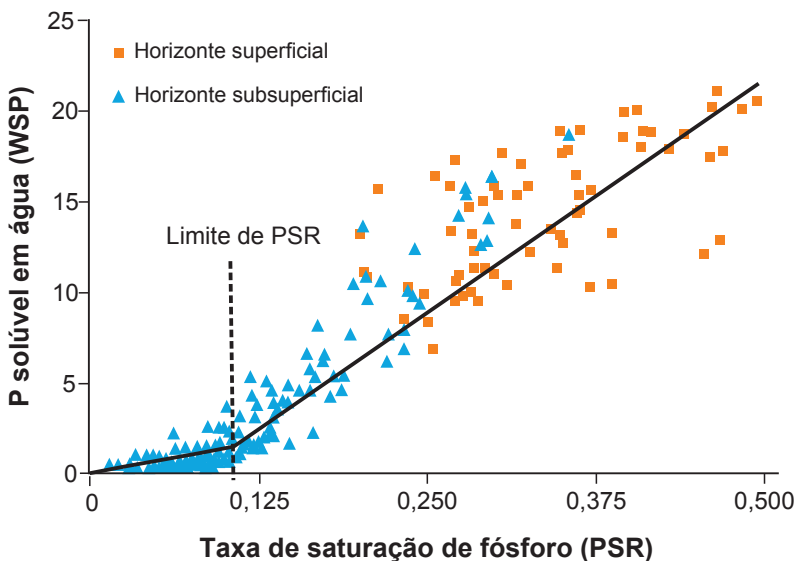


Figura 1. Relação entre a concentração de fósforo solúvel em água (WSP) e a taxa de saturação de fósforo (PSR) para horizontes de superficial e subsuperficial de solos impactados por dejetos animais. O limiar da PSR foi 0,1, para fósforo, ferro e alumínio extraídos com oxalato de amônio acidificado.

Apesar da relevância das informações obtidas tanto a partir dos métodos desenvolvidos para o diagnóstico da fertilidade do solo, quanto dos índices desenvolvidos especificamente para fins ambientais, são necessários estudos complementares sobre os elementos potencialmente transferíveis aos recursos hídricos no curto prazo e quais suas formas predominantes no solo e as quantidades envolvidas nas transformações de mais longo prazo (McDowell; Sharpley, 2001; Wang et al., 2015; Seganfredo et al., 2017).

Para o conhecimento das formas de cada elemento predominante no solo e sua disponibilidade no curto e longo prazo, são utilizados métodos de extração seletiva, nos quais a mesma amostra de solo é submetida sequencialmente a soluções químicas de poder de extração progressivamente maior. Esses procedimentos, também denominados fracionamentos químicos ou extrações sequenciais, removem nas etapas iniciais as formas mais facilmente disponíveis e, na sequência, aquelas mais estáveis (Tiessen; Moir, 1993).

O fracionamento químico do solo para os elementos de interesse, principalmente o P, Cu e Zn possibilita estimar as quantidades desses elementos das formas orgânicas e inorgânicas de acordo com sua estabilidade química, que poderão ser associadas à disponibilidade para as plantas ou facilidade de movimentação no ambiente, tanto via deslocamento superficial quanto subsuperficial (Tiessen; Moir, 1993; Scherer et al., 2010; Giroto et al., 2010; Seganfredo et al., 2014; Seganfredo et al., 2017).

Para áreas com uso de DA como fertilizantes do solo, os estudos envolvendo o fracionamento químico do solo para P, Cu e Zn configuram-se de alta relevância, principalmente para as áreas de produção animal intensiva como no Sul e Centro-Oeste do Brasil. Estudos conduzidos em solos do Rio Grande do Sul e Santa Catarina demonstraram que nas áreas com longo histórico de uso de DA as quantidades de Cu, Zn e P mais facilmente disponíveis foram expressivamente maiores que aquelas sem uso desses resíduos (Giroto et al., 2010; Seganfredo, 2013; Seganfredo et al., 2017).

Quanto aos índices de P de solo aplicados prioritariamente para fins ambientais em áreas de uso de DA em solos brasileiros, a literatura é ainda pouco expressiva, porém, vários índices para essa finalidade já foram avaliados (Seganfredo, 2013), e para o estado de Santa Catarina recentemente foi proposto o Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) (Gatiboni et al., 2014).

Para o desenvolvimento do LCA-P foi utilizado o horizonte B de um Latossolo Bruno de área de campo nativo, que foi misturado com diferentes proporções de areia para a obtenção de teores de argila de 20%, 40%, 60% e 80%. Após a determinação da capacidade de adsorção de fósforo do solo (CMAP) de cada uma dessas misturas, as mesmas foram incubadas com doses de P de 0%, 12,5%, 25%, 50%, 75% e 100% do valor da CMAP. Na sequência, foram determinados o P-M1 e o PAG, e da relação entre eles o LCA-P, calculado usando a equação $LCA-P \text{ (mg/dm}^3\text{)} = 40 + \% \text{ argila}$, sendo que a relação “mg/dm³” representa o teor de P extraído pelo método Mehlich-1 medido em miligramas por metro cúbico de solo. Considerando um solo hipotético contendo 50% de argila, o LCA-P seria 90 mg/dm³ (40+50=90) e o limite de intervenção 108 mg/dm³ obtido do LCA-P + 20% (90 +18=108). Com o objetivo de comparar índices de P do solo para fins ambientais em áreas com e sem DA em solos da região de Concórdia-SC, Segnanfredo (2013) avaliou o PAG, P-M1, POX, P-NaOH, CMAP, GSP e o PCDP. Os resultados da pesquisa indicaram correlação forte do P-M1 e PAG entre si e também com indicadores de P adsorvido reversivelmente no solo (POX e P-NaOH), mas fracamente com a CMAP tanto nas áreas com DA quanto naquelas sem a adição desses resíduos. Um dos fatores importantes na avaliação dessa ocorrência é que a CPMA não depende apenas do teor de argila, mas da interação entre matéria orgânica (MO), textura e mineralogia da fração argila e outros fatores de maior ou menor peso conforme o tipo de solo (Dolui; Dasgupta, 1998). Conforme Pinto (2012), “a utilização de somente um atributo de solo, o teor de argila, como critério de classificação para recomendação da adubação fosfatada apresenta-se suscetível a erros, devendo utilizar-se mais fatores para um manejo adequado do fósforo no solo”.

Para solos da pesquisa acima mencionada contendo cerca de 58% de argila, o PCDP determinado graficamente (posteriormente confirmado usando programa de análise estatística) foi de aproximadamente 24 mg/kg, ou seja, pouco acima de 18 mg/kg, que é o limite da classe muito alto para P, conforme Manual..., (2004), porém, bem abaixo do LCA-P que seria de ± 90 mg/kg e também do limite de intervenção que seria de ± 108 mg/kg. Em função da correlação fraca de PAG e P-M1 com a CMAP, contrastando com a correlação muito forte de PAG e P-M1 entre si e com o POX e P-NaOH, mostra-se relevante a atenção e cautela quanto a limites de segurança de teores de P no solo para fins ambientais, especialmente aqueles relacionados aos ris-

cos de transferência de P do solo para os recursos hídricos via escoamento superficial.

Um índice utilizado para a avaliação da vulnerabilidade de áreas agrícolas às perdas de P por escoamento superficial é o Índice P, que é um modelo matemático que considera os teores de P e hidrologia e manejo do solo e, a partir dele, pode-se definir as áreas prioritárias para a implementação de práticas de manejo do solo e do P visando diminuir tais perdas (Lemunyon; Gilbert, 1993; Reid, 2011; Sharpley et al., 2012). Devido à sua complexidade, grande número de informações necessárias e escassos relatos sobre sua aplicação no Brasil, o mesmo não será tratado neste capítulo.

Em função dos resultados obtidos por Seganfredo (2013) e do exercício acima realizado com o LCA-P e o PCAP, justificam-se novas pesquisas com amplitude maior de solos que contenham gradiente de P construído durante longo período de adição de DA (válido também para outras fontes de P), tanto para confirmar os dois índices, quanto para apontar a necessidade de ajustes ou complementação com outros índices que possibilitem segurança no uso dos DA como fertilizantes do solo, garantindo a produtividade das culturas e mínimos riscos ambientais, especialmente quanto à qualidade do solo e dos recursos hídricos.

Conclusões

O uso de dejetos animais comprovadamente constitui uma alternativa aos fertilizantes formulados no suprimento de nutrientes para as culturas, porém, avanços no conhecimento sobre poluição por fontes difusas na agricultura demonstram a necessidade de que esses resíduos sejam considerados simultaneamente como fonte de nutrientes e fator de riscos ambientais, especialmente pela sua carga de P, Cu, Zn e organismos potencialmente patogênicos.

Quando do uso de dejetos animais como fertilizantes do solo, mostra-se importante usar esses resíduos em formas estabilizadas química e biologicamente, e condicionar sua aplicação a um plano de manejo de nutrientes, possibilitando, com isso, diminuir os riscos de acúmulo de nutrientes no solo e o seu carreamento para os recursos hídricos.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Resumo do Setor de Aves**. São Paulo: ABPA, 2018a. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/resumo>>. Acesso em: 14 de ago. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Resumo do Setor de Suínos**. São Paulo: ABPA, 2018b. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/resumo>>. Acesso em 14 de ago. 2018.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R. Soil phosphorus saturation degree: review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 4, p. 615-625, 1999. DOI: 10.4141/S98-087.

BECK, M. A.; ZELAZNY, L. W.; DANIELS, W. L.; MULLINS, G. L. Using the Mehlich-1 extract to estimate soil phosphorus saturation for environmental risk assessment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1762-1771, Aug. 2004. DOI: 10.2136/sssaj2004.1762.

BILOTTA, P.; KUNZ, A. Swine manure post-treatment technologies for pathogenic organism inactivation. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.2, p.422-431, 2013. DOI: 10.1590/S0100-69162013000200020.

BISSANI, C. A.; SEGANFREDO, M. A.; SÁ, E. L. S. de. Riscos de poluição difusa por fósforo no solo e águas: ponderando sobre teorias e cenários de fato. In: Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, 11. **Anais...**, Frederico Westphalen, 2016. 3 p.

BLANCO, I. B. **Adubação da cultura da soja com dejetos de suínos e cama de aviário**. 2015. 36 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - UNIOESTE, Cascavel.

CASTRO, A. M. M. G. de.; CORTEZ, A.; HEINEMANN, M. B.; BRANDÃO, P.; RICHTZENHAIN, L. J. Circovírus suíno tipo 2 (PCV-2). **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 74, n. 3, p. 281-291, 2007.

CHARDON, W. J. Phosphorus Extraction with Iron Oxide-Impregnated Filter Paper (Pi test). In: KOVAR, J. L.; PIERZYNSKI, G. M. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. 2 ed. Blacksburg: Virginia Tech University; 2009. p. 25-28.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**. parte 1. São Paulo: CETESB, 2014. 302 p.

DOLUI, A. K.; DASGUPTA, M. Phosphate sorption-desorption characteristics of some ferruginous soils (Alfisols) of eastern India. **Agropedology**, v. 8, p. 76-83, 1998.

DOU, Z.; RAMBERG, C. F.; TOTH, J. D.; WANG, Y.; SHARPLEY, A. N.; BOYD, S. E.; CHEN, C. R.; WILLIAMS, D.; XU, Z. H. Phosphorus speciation and sorption-desorption characteristics in heavily manured soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 1, p. 93-101, Dec. 2009. DOI: 10.2136/sssaj2007.0416.

DUNGAN, R. S.; KLEIN, M.; LEYTEM, A. B. Quantification of bacterial indicators and zoonotic pathogens in dairy wastewater ponds. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 22, p. 8089-8095, 2012. DOI: 10.1128/AEM.02470-12.

ERNANI, P. R. Necessidade da adição de N para o milho em solo fertilizado com esterco de suínos, cama de aves e adubos minerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 313-317, 1984.

ESPANHOL, G. L.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; NUERNBERG, N. J.; NAVA, G. Propriedades químicas e físicas do solo modificadas pelo manejo de plantas espontâneas e adubação orgânica em pomar de macieira. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 6, n. 2, p. 83-94, 2007.

FIGUEROA, E. A.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; WIETHÖLTER, S. Dose de esterco de ave poedeira e suprimento de nitrogênio à cultura do trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 714-720, 2012.

FONGARO, G.; VIANCELLI, A.; MAGRI, M. E.; ELMAHDY, E. M.; BIESUS, L. L.; KICH, J. D.; KUNZ, A.; BARARDI, C. R. M. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science of the Total Environment**, v. 479-480, p. 277-283, May 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.004.

FONTANELI, R. S. F.; SANTOS, H. D.; FONTANELI, R. S. **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2012. 544 p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER – RS. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**. Porto Alegre: FEPAM, 2014. 10 p. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_suinos_novos.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2018

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina**. Lages: CAV-UDESC, 2014. 38 p. (Boletim Técnico).

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213-226, 2016.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LOURENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-965, 2010.

HAHN, L. **Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agroecossistemas**. 2004. 130 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

HANSEN, N.; DANIEL, T.; SHARPLEY, A.; LEMUNYON, J. The fate and transport of phosphorus in agricultural systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 57, n. 6, p. 408-416, 2002.

HAVLIN, J. L. Technical basis for quantifying phosphorus transport to surface and groundwaters. **Journal of Animal Science**, v. 82, Supl. 13, p. E277-291, Jan. 2004. DOI: 10.2527/2004.8213_supplE277x.

HENTZ, P.; CORRÊA, J. C.; FONTANELI, R. S.; REBELATTO, A.; NICOLOSO, R. da S.; SEMMELMANN, C. E. N. Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150072, 2016.

HOODA, O. S.; RENDELL, A. R.; EDWARDS, A. C.; WHITERS, P. J. A.; AITKEN, M. N.; TRUESDALE, V. W. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 4, p. 1166-1171, Jun. 2000. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900040018x.

HUDNELL, H. K. The state of US freshwater harmful algal blooms assessments, policy, and legislation. **Toxicon**, v. 55, p. 1024-1034, July 2010. DOI: 10.1016/j.toxicon.2009.07.021.

IBGE. **Censo agropecuário 2006**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 777 p.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuário/censo-agropecuário-2017>. Acesso em jul. 2019.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Anexo 6 - aplicação de dejetos de suínos no solo para fins agrícolas**. Curitiba: IAP, 2009. 5 p. Anexo 6 da Instrução Normativa IAP/DIRAM 105.006. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=248>>. Acesso em: 28 maio 2013.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDEx Setorial**, n. 44, p. 125-156, 2016.

JENKINS, M.; BROOKS, J.; BOWMAN, D.; LIOTTA, J. **Pathogens and potential risks related to livestock or poultry manure**. Kansas City: eXtension Foundation, 2019. Disponível em: <<https://pelc.org/pathogens-and-potential-risks-related-to-livestock-or-poultry-manure/>>. Acesso em jul. 2019.

JORDÃO, C. B. **Especiação e grau de saturação de fósforo em latossolo tratado com lodo de esgoto**. 2006. 83 f. Tese (Doutorado em Agronomia. Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 10 p. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica, 31).

KRABBE, E. L.; SANTOS FILHO, J. I. dos.; MIELE, M.; MARTINS, F. M. Cadeias produtivas de suínos e aves. In: GENTILINI, F.P.; ANCIUTI, M.A. Org. **Tópicos atuais na produção de suínos e aves**. Pelotas: IFSul, 2013. p. 9-32.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993.

LIMA, G. J. M. M. de.; MORÉS, N.; SANCHES, R. L. As diarreias nutricionais na suinocultura. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 37, supl. 1, p. s17-s30, 2009.

MAGUIRE, R.; HECKENDORN, S. E.; JONES, B. **Soil test note 5: fertilizing with manures**. College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 2009. 4 p. (publication 452-705). Disponível em: <https://www.pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs_ext_vt_edu/452/452-705/452-705.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2018.

MALLARINO, A.; BUNDY, L. G. Agronomic and environmental implication of phosphorus management practices. In: GULF HYPOXIA AND LOCAL WATER QUALITY CONCERNS WORKSHOP. Ames, 2005, **Proceedings...**, Saint Joseph: ASABE, 2008. p. 87-104.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2004. 394 p.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MARCATO, S. M. **Efeito da restrição alimentar sobre a excreção de minerais nos dejetos produzidos pelos suínos**. 1997. 64 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

MCDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 2, p.508-520, Fev. 2001. DOI: 10.2134/jeq2001.302508x.

MIELE, M.; MIRANDA, C. R. O desenvolvimento da indústria brasileira de carnes e as opções estratégicas dos pequenos produtores de suínos do Oeste catarinense no início do Século XXI. In: CAMPOS, S.K.; NAVARRO, Z. (Org.). **A pequena produção rural e as tendências do desenvolvimento agrário brasileiro: ganhar tempo é possível?** Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2013. p. 201-231.

MIELE, M.; SILVA, M. L. S.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, ano 24, n. 1, p. 31-45, 2015.

MIRANDA, C. R. de; SEGANFREDO, M. A.; GUARESI, L. A pressão da produção animal sobre o ambiente avaliada via suas taxas de excreção de nutrientes. In: SIMPÓSIO INTER-NACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Fóz do Iguaçu, PR. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa, 2017. p. 475-478.

MORAES, M. T. de; ARNUTI, F.; SILVA, V. R. da.; SILVA, R. F. da, BASSO, C. J.; DA ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, 2014. DOI: 10.5433/1679-0359.2014v35n6p2945.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in environmental science**, v. 2, p. 1-4, Apr. 2014. DOI: 10.3389/fenvs.2014.00006.

NAIR, V. D.; HARRIS, W. G.; CHAKRABORTY, D. **An indicator for risk of phosphorus loss from sandy soils**. Gainesville: University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences, 2010, 3 p.

NUNES, N. J. F.; GUTH, S. C.; CAMARGO, M. E.; da MOTTA, M. E. V.; PACHECO, M. T. M.; GILIOLI, R. M.; PRIESNITZ FILHO, W. A lucratividade na pecuária: atividades de bovinocultura de corte e de leite. **PUBVET**, v. 6, n. 26, p. 1417-1422, 2012.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A. Economical aspects of organic nutrient sources associated with soil tillage systems. **Ciência Rural**, v. 38, n. 6, p. 1572-1580, ago. 2008.

PENA, S. M.; BARBOSA, F. F.; LOPES, D. C.; ROSTAGNO, H. S.; ALBINO, L. F. T.; SILVA, F. C. O. Efeito de estratégias nutricionais para redução de nutrientes poluidores nos dejetos sobre o desempenho e as características de carcaça de suínos. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 65, n. 1, p. 231-240, 2013.

PESSÔA, G. B. S.; TAVERNARI, F. D. C.; ALVES VIEIRA, R.; ALBINO, L. F. T. Novos conceitos em nutrição de aves. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 13, n. 3, p. 755-774, 2012.

PINTO, F. A. **Sorção e dessorção de fósforo em solos de Cerrado**. 2012. 46 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Produção Vegetal) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Jataí.

RECH, D. V. **Impacto de tratamentos de cama aviária reutilizada na viabilidade e infectividade de micro-organismos**. 2017. 66 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

RECOMENDAÇÕES de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 3.ed. Passo Fundo: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. Comissão de Fertilidade do Solo: EMBRAPA-CNPT, 1995. 223 p.

REID, D. K. A modified Ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, n. 3, p. 455-466, 2011. DOI: 10.4141/cjss09088.

RIBEIRO, A. M. L.; OELKE, C. A. Como formular rações para reduzir a capacidade poluente sem afetar o desempenho. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 8., Porto Alegre, 2013. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2013. p. 159-178.

ROSTAGNO, H. S. (Ed.). **Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais**. 3. ed. Viçosa: UFV-DZO, 2011. 252 p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 11**, Suinocultura, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <<http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas> %2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2020.

SCHAEFER, R.; TREVISOL, I. M.; PALUDO, E. **Avaliação da presença do vírus influenza em suínos no sul do Brasil**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2008. 13 p. (Embrapa Suínos e Aves. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 10).

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphate saturation in noncalcareous soils. In: KOVAR, J. L.; PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. 2nd ed. Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. p. 29-32. (Southern Cooperative series bulletin, 408).

SEGANFREDO, M. A. **A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 2001. 5 p. (EMBRAPA-CNPISA. Comunicado Técnico, 291).

SEGANFREDO, M. A. BISSANI, C. A.; SÁ, E. L. S. de. Fósforo interpretado como disponível às plantas e sua relação com as formas determinadas para fins ambientais em áreas de uso de dejetos animais. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 10., 2014, Pelotas. **Fatos e mitos em ciência do solo**. Pelotas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; UFPEL, 2014.

SEGANFREDO, M. A. **Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores, formas e indicadores ambientais**. 2013. 137 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SEGANFREDO, M. A.; BISSANI, C. A.; SÁ, E. L. S. de; BARIONI JÚNIOR, W. Formas de fósforo comparando áreas com e sem uso de dejetos animais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz de Iguaçu, PR. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa, 2017. p. 371-374.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. Custos de armazenagem e aplicação juntam-se aos riscos ambientais como fatores restritivos ao uso de dejetos suínos como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife, PE. **Anais...** Recife: SBCS, 2005.

SHARPLEY, A. N. **Revision of the 590 nutrient management standard: SERA-17 supporting documentation**. Blacksburg: Virginia Tech University, 2011. 53 p. (Southern Cooperative Series Bulletin, 412).

SHARPLEY, A. N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, v. 5, n. 2-3, p. 261-279, Oct. 1995. DOI: 10.1016/0925-8574(95)00027-5.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; WELD, J. L. Environmental soil phosphorus indices. In: CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. 2nd ed. Boca Raton: Canadian Society of Soil Science-CRC Press, 2006. p. 141-159.

SHARPLEY, A.; BEEGLE, D.; BOLSTER, C.; GOOD, L.; JOERN, B.; KETTERINGS, Q.; LORY, J.; MIKKELSEN, R.; OSMOND, D.; VADAS, P. Phosphorus indices: why we need to take stock of how we are doing. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1711-1719, Oct. 2012. DOI: 10.2134/jeq2012.0040.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P.; WRIGHT, B.; DANIEL, T.; JOERN, B.; PARRY, R.; SOBECKI, T. The National Phosphorus Project: interfacing agricultural and environmental phosphorus management in the USA. **International Association of Hydrological Sciences Publication**, n. 273, p. 95-100, 2002.

SHAW, G. R.; MOORE, D. P.; GARNETT, C. Eutrophication and algal blooms. **Environmental and Ecological Chemistry**, v. 2, p. 1-21, 2003.

SMITH, L. C.; MONAGHAN, R. M. Nitrogen and phosphorus losses in overland flow from a cattle-grazed pasture in Southland. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 46, n. 3, p. 225-237, 2003.

TIESSEN, H. E.; MOIR, J. O. Characterization of available phosphorus by sequential extraction. In: Carter, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton, FL: Canadian Society of Soil Science/Lewis Publishers, 1993. p. 75-86.

TOMICH, T. P.; PEREIRA, L. G. R.; PAIVA, C. A. V. Avanços tecnológicos para a redução do impacto da pecuária no meio ambiente. In: VILELA, D.; FERREIRA, R. de. P.; FERNANDES, E. N.; JUNTOLLI, F. V. Eds. **Pecuária de leite no Brasil: cenários e avanços tecnológicos**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2016. p. 384-400.

TORRENT, J.; DELGADO, A. Using phosphorus concentration in the soil solution to predict phosphorus desorption to water. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 5, p. 1829-1835, 2001. DOI: 10.2134/jeq2001.3051829x.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Literature review of contaminants in livestock and poultry manure and implications for water quality**. Washington: USEPA/ Office of Water, 2013. 125 p.

USDA/NRCS. **Nutrient management (Ac.) CODE 590: NI_190_302 - Part 302 - Nutrient management policy implementation**. 2nd ed. Washington, DC: USDA/NRCS, 2012.

VAN DER PAAUW, F. An effective water extraction method for the determination of plant available phosphorus. **Plant and Soil**, v. 34, n. 1, p. 467-481, 1971. DOI: 10.1007/BF01372799.

VAZ, C. S. L.; RECH, D. V.; KRAMER B.; ABREU, P. G. Cama de frango: influência do manejo de reuso entre lotes na persistência de Salmonella Heidelberg. **Avicultura Industrial**, ed. 1291, n. 8, p. 12-15, 2019.

VIANCELLI, A.; GARCIA, L. A. T.; SCHIOCHET, M.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; ZANELLA, J. R. C.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in Veterinary Science**, v.93, n.3, p.1520-1524, 2012. DOI: 10.1016/j.rvsc.2012.02.005.

WANG, Y. T.; ZHANG, T. Q.; O'HALLORAN, I. P.; HU, Q. C.; TAN, C. S.; SPERANZINI, D.; MACDONALD, I.; PATTERSON, G. Agronomic and environmental soil phosphorus tests for predicting potential phosphorus loss from Ontario soils. **Geoderma**, v. 241, p. 51-58, Nov. 2015. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.11.001.

WUEST, J. M. Biodigestores: Importância em saúde animal, saúde pública e alternativas para seu controle sanitário. **A Hora Veterinária**, v. 1, n. 5, p. 21-27, 1982.

WITHERS, P. J.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. **Sustainability**, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, Sept. 2014. DOI: 10.3390/su6095853.

ZIEMER, C. J.; BONNER, J. M.; COLE, D.; VINJE, J.; CONSTANTINI, V.; GOYAL, S.; GRAMER, M.; MACKIE, R.; MENG, X. J.; MYERS, G.; SAIF, L. J. Fate and transport of zoonotic, bacterial, viral, and parasitic pathogens during swine manure treatment, storage, and land application. **Journal of Animal Science**, v. 88, n. 13, p. E84-E94, Feb. 2010. DOI: 10.2527/jas.2009-2331.